# 耦合生态系统服务和景观连通性的环塔里木盆地绿洲区生态安全格局研究

黄秋淞， 何 浩

（新疆大学建筑工程学院，新疆 乌鲁木齐 830017）

**摘 要：** 生态安全在保护生物多样性和维持生态系统服务中发挥着重要作用。目前生态安全格局构建研究多注重将自然保护区视为生态源地，而忽略具有潜在生态服务的斑块以及斑块连通性的影响。为此，提出一种改进的生态安全格局构建方法，以环塔里木盆地绿洲区为例，通过耦合碳储存、水源涵养、土壤保持、防风固沙4种生态系统服务和景观连通性优化生态源地，构建综合阻力面并利用电路理论确定研究区生态安全格局。结果表明：(1) 环塔里木盆地绿洲区处于低生态安全地带，区域内水资源短缺和沙漠化严重。(2) 环塔里木盆地绿洲区共识别22个生态源地，面积69622.24 $km^2$，以及33条生态廊道，长度4722.39 km。源地呈现南部分散、北部密集的格局，且南、北源地间连通性较差。(3) 形成"两屏、一环、多片区"的生态安全格局优化布局方案，明确生态功能分区，改善区域生态环境。研究结果可为国土空间规划提供参考借鉴。

**关 键 词：** 生态安全格局；生态系统服务；景观连通性；电路理论；环塔里木盆地绿洲区

**文章编号：** 1000－6060(2024)10－1745－10(1745～1754)

经济的迅速发展使得人类活动对自然生态环境的干扰越来越大，人类需求与生态环境之间的矛盾逐渐凸显[1]，由此导致了诸多生态环境问题，如土壤侵蚀、水资源匮乏、植被退化和大气污染等[2-5]。《生物多样性2030战略》提出在2030年以前至少保护地球30%的土地、沿海地区和内陆水域[6]，保护目标的增加意味着保护范围的扩大，因此在资源有限的情况下确定区域生态安全格局，合理开发、保护和修复国土空间，保障其生态系统服务完整性，提高生态环境的安全性，实现国土空间的可持续发展，已成为当前亟待解决的问题[7]。近年来，生态安全格局（Ecological security pattern，ESP）对于维护生态系统的结构和功能的完整性起着至关重要的作用[8]，它以景观生态学理论为基础，通过分析不同景观之间的空间位置和相互联系，模拟出生态景观的变化趋势，从而为保护区域生态安全提供理论支持和具体实施方案[9]。ESP建设能够有效地保护和修复特定区域生态环境，同时保持生态系统服务，并实现生态保护与经济发展间的平衡[10]。

目前关于ESP构建已形成一个基本范式："生态源识别-阻力表面构建-走廊提取"[11]。识别生态源地，即确定能够提供高水平生态系统服务并在维护区域生态安全方面发挥决定性作用的区域[12]。已有研究中较多直接将保护区、公园、水体等重要生态区域作为生态源地[13]，并直接针对这些区域进行优化修复。然而，这种方法主要基于现状来识别来源，往往具有较强的主观性，缺乏对生态源地在生态过程和功能中至关重要这一事实的深入考虑，在进行生态修复时容易忽略具有潜在生态服务的区域[14]。生态系统服务（Ecosystem services，ES）能够为人类提供调节、供给、文化以及支持服务，因此，基于生态系统服务识别生态源地的方法得到广泛的应用[15]，该方法通过定量评估一系列生态过程，将生态系统服务的关键承载空间确定为生态源地，

**收稿日期：** 2024-01-10； **修订日期：** 2024-02-20

**基金项目：** 新疆维吾尔自治区自然科学基金项目(2021D01C054)资助

**作者简介：** 黄秋淞(2000-)，男，硕士研究生，主要从事城市环境遥感等方面的研究. E-mail: hqs15038874157@163.com

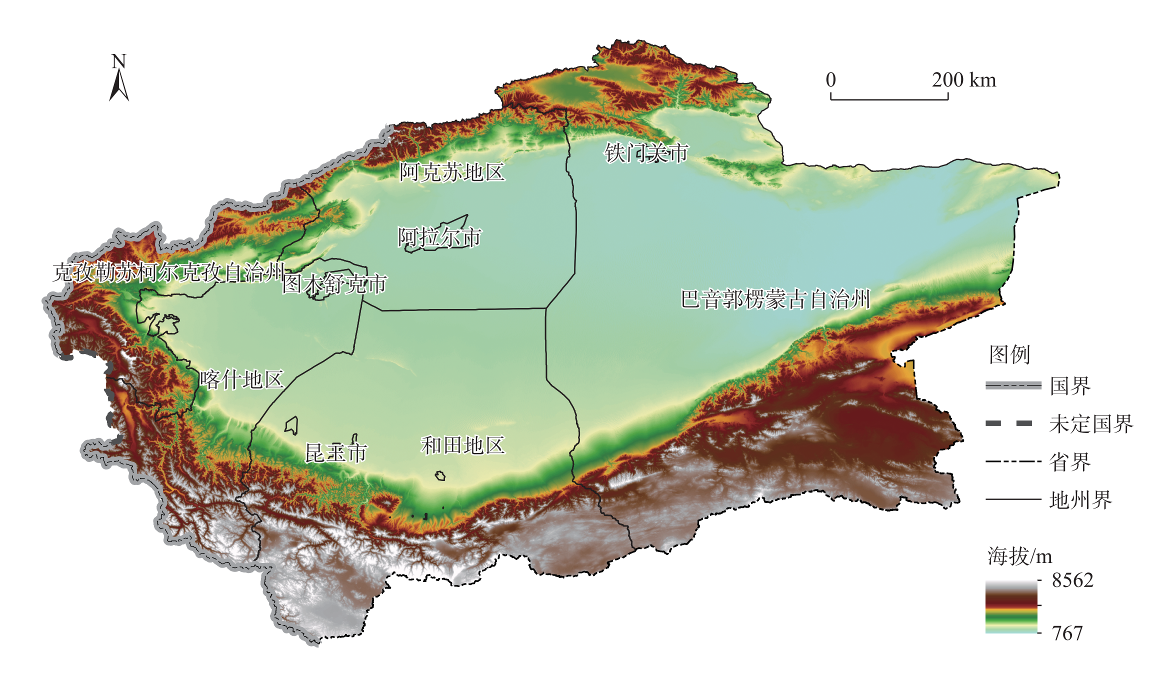
**通讯作者：** 何浩(1980-)，男，博士，副教授，主要从事遥感影像处理分析与应用等方面的研究. E-mail: hehao@xju.edu.cn

然而忽略了斑块间连通性的影响。生态阻力面代表区域生态阻力的空间分布[16]，早期的相关研究基于土地利用类型来设置阻力值[17]，近年来部分学者利用人类活动强度数据(例如：夜间灯光数据和生态用地的综合价值)来修正阻力值[18]。此外，物种的迁移特性也影响阻力值的分布，因此在阻力面构建过程中需要考虑动物的迁移特性。生态廊道作为物种迁移的通道，在保护生物多样性和生态过程具有重要作用[19-20]，大多数研究使用最小累计阻力模型提取廊道[21]，但这些方法忽略了物种迁移的随机性，其他研究利用电路理论模拟物种的随机行为特征来确定生态廊道[22-23]。区域生态安全格局的研究日趋成熟，已有研究为国土空间规划提供了思路和方法，但生态安全格局优化体系仍面临挑战。

环塔里木盆地绿洲区是新疆典型的生态环境脆弱区，在经济快速发展和自然生态保护的双重压力下，有必要识别环塔里木盆地绿洲区的生态安全格局状况。本研究提出一种改进的生态安全格局构建方法，从生态系统服务出发，针对研究区气候特征，分别对碳储存、水源涵养、土壤保持、防风固沙4种生态系统服务进行评估，并耦合景观连通性优化选择生态源地。全面考虑自然环境和人为活动的双重影响，整合土地利用类型、高程、坡度、植被覆盖度和夜间灯光强度因素构建综合阻力面，综合考虑生态源地与阻力面的辐射效应以及物种迁移随机性，采用电路理论识别生态廊道空间范围和关键区域。期望能够揭示环塔里木盆地绿洲区生态安全格局状况，为改善区域生态环境和实现城市可持续发展提供科学依据和参考。

## 1 研究区概况

环塔里木盆地绿洲区位于新疆南部，地处欧亚大陆腹地，天山与昆仑山之间，由巴音郭楞蒙古自治州(简称巴州)、克孜勒苏柯尔克孜自治州(简称克州)、喀什地区、阿克苏地区、和田地区、阿拉尔市、图木舒克市、铁门关市和昆玉市9个地市组成的绿洲城市圈，面积 $1.03\times10^6$ km$^2$，占新疆面积的2/3(图1)。环塔里木盆地绿洲区气候干旱、植被稀疏，主要为盐生、旱生的灌丛和草本植被，土地类型以戈壁、荒漠为主体，年平均降水量仅为50~100 mm，且蒸散量大，年均气温8.63 ℃。截至2021年，环塔里木盆地经济圈常住人口 $1.195\times10^7$ 人，占全疆46.2%；地区生产总值 $4.82\times10^{11}$ 元，占全疆30.1%。随着城市化进程的加快，人类活动严重影响了自然生态过程，为实现健康可持续发展，建设美丽新疆，有必要评估环塔里木盆地绿洲区的生态状况，采取




注：基于自然资源部标准地图服务网站审图号为GS(2019)1822号的标准地图制作，底图边界无修改。下同。

图1 研究区示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the study area

严格的生态保护和修复措施，以指导未来的国土空间规划。

## 2 数据与方法

### 2.1 数据来源

本研究数据主要包括土地利用数据、夜间灯光数据、基础地理数据（土壤、高程）、气象数据（降水量、气温、蒸散量、风速）、归一化植被指数（表1），并对所有空间数据集进行重采样，分辨率调整为1000 m×1000 m。

### 2.2 研究方法

**2.2.1 识别生态源地** 生态源地作为维持生态完整性和提供高质量服务的生态斑块，在生态过程中具有关键作用[24]，本研究利用形态学空间格局分析计算景观连通性，将不同生态系统服务归一化并加权求和，采用热点分析计算生态系统服务综合指数，最后将景观连通性和生态系统服务重要性评价结果进行叠置分析提取生态源地。

（1）景观连通性分析

形态学空间格局分析（Morphological spatial pattern analysis，MSPA）能够将栅格数据划分为核心、小岛、穿孔、边缘、桥梁、环路和分支7种生态景观类型[25-26]。本研究在Guidos软件中以林地、草地、湿地和水域作为前景，采用默认参数Edge Width=1，得到7个互排斥的类别，其中核心区为连通性较高的大型自然斑块。并在Conefor2.6软件中计算核心区的连通性积分指数（Integral index of connectivity，IIC）和连通性概率（Probability of connectivity，PC），计算方法如下：

$$\mathrm{IIC}=\frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}\frac{a_i a_j}{1+\mathrm{nl}_{ij}}}{A_{\mathrm{L}}^2} \tag{1}$$

$$\mathrm{PC}=\frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}a_i\times a_j\times P_{ij}}{A_{\mathrm{L}}^2},\quad 0<\mathrm{PC}<1 \tag{2}$$

式中：$n$为生态斑块总数；$a_i$、$a_j$分别为斑块$i$与斑块$j$的面积；$\mathrm{nl}_{ij}$为斑块$i$与$j$之间最短路径的连接数；$A_{\mathrm{L}}$为景观总面积；$P_{ij}$为斑块$i$与$j$之间所有路径的最大乘积概率。

（2）生态系统服务评估

本研究结合南疆地区的生态环境现状和气候特征，选择碳储存、水源涵养、土壤保持、防风固沙4个主导服务对研究区生态系统服务进行评价。

碳储存基于InVEST 3.13模型中碳储存和封存模块评估[27]，计算公式如下：

$$C_i=C_{i-\mathrm{above}}+C_{i-\mathrm{below}}+C_{i-\mathrm{soil}}+C_{i-\mathrm{dead}} \tag{3}$$

式中：$C_i$为土地利用类型$i$的总碳密度；$C_{i-\mathrm{above}}$为土地利用类型$i$的地上植被碳密度；$C_{i-\mathrm{below}}$为土地利用类型$i$的地下根系碳密度；$C_{i-\mathrm{soil}}$为土地利用类型$i$的土壤碳密度；$C_{i-\mathrm{dead}}$为土地利用类型$i$上死亡有机质的碳密度。

水源涵养基于InVEST 3.13模型中年产水量模块评估水源供给服务[28]，计算公式如下：

$$Y_x=\left(1-\frac{\mathrm{AET}_x}{P_x}\right)\times P_x \tag{4}$$

式中：$Y_x$为栅格$x$的年产水量；$\mathrm{AET}_x$为栅格$x$的年蒸散发量；$P_x$为栅格$x$的年降水量。

土壤保持基于修正通用土壤流失方程（Revised universal soil loss equation，RUSLE）对土壤保持进行

表1 数据来源

Tab. 1 Research data of the study

| 数据类型 | 年份 | 分辨率 | 数据来源 |
|---|---|---|---|
| 土地利用数据 | 2020 | 30 m | 地球大数据科学工程数据共享服务系统（https://data.casearth.cn/） |
| 夜间灯光数据 | 2020 | 500 m | 国家青藏高原科学数据中心（https://data.tpdc.ac.cn/） |
| 高程数据 | - | 90 m | 地理空间数据云（http://www.gscloud.cn） |
| 土壤数据 | 2009 | 1:1000000 | 国家冰川冻土沙漠科学数据中心（http://www.ncdc.ac.cn/） |
| 降水量 | 2020 | 1 km | 中国科学院资源与环境科学数据中心（https://www.resdc.cn） |
| 气温 | 2020 | 1 km | 中国科学院资源与环境科学数据中心（https://www.resdc.cn） |
| 蒸散量 | 2020 | 1 km | 中国科学院资源与环境科学数据中心（https://www.resdc.cn） |
| 风速 | 2020 | 1 km | 国家地球系统科学数据中心（http://www.geodata.cn/） |
| 归一化植被指数 | 2020 | 250 m | 美国地质调查局（https://lpdaac.usgs.gov/） |

评估[29]，计算公式如下：

$$A = R \times K \times LS \times (1 - C \times P) \tag{5}$$

式中：$A$ 为年平均土壤保持量；$R$ 为降雨侵蚀因子；$K$ 为土壤可蚀性因子；LS 为地形因子；$C$ 为植被覆盖因子；$P$ 为水土保持因子。

防风固沙基于修正风蚀方程（Revised wind erosion equation，RWEQ）评估生态系统防风固沙能力[30]，计算公式如下：

$$SR = S_{L潜} - S_{L} \tag{6}$$

式中：SR 为单位面积年防风固沙量；$S_{L}$、$S_{L潜}$ 分别为单位面积年实际、潜在风力侵蚀量。

生态系统服务综合指数（Comprehensive ecosystem services index，CESI）为了统一量化生态系统提供多种服务的能力，根据研究区自然气候特点对生态系统服务加权叠加计算 CESI 指数。对标准化后的碳储存、水源涵养、土壤保持、防风固沙 4 个指标利用主成分因子分析法计算主成分并确定权重，分别为 0.17、0.29、0.22、0.32。

$$CESI = \sum_{i=1}^{n} w_i \times IES_i \tag{7}$$

式中：CESI 为生态系统服务综合指数；$IES_i$ 为 $i$ 类归一化生态系统服务；$w_i$ 为 $i$ 类生态系统各服务权重。

（3）热点分析

对于生态系统服务和生物多样性因子，如果采用传统的自然断点法提取生态源，所得到的生态源碎片化程度高、面积小、相互隔离。因此，采用 ArcGIS 中的 Getis-Ord $G_i$* 热点分析方法对生态系统服务进行处理[31]，可以消除数据中高度碎片化的小区域，进一步将联系紧密的热值区域作为生态源之一。

**2.2.2 构建生态阻力面** 生态阻力面反映了景观异质性对生态过程的影响，该值表示阻碍生态系统中物种的空间运动和物质信息流动的大小[32]。以往研究通常根据不同的土地利用类型确定不同的生态阻力值[33]，由于该方法不能客观准确地反映景观对生物流动的干扰程度，因此，统筹考虑自然生态和人类活动的影响，本研究整合高程、坡度、植被覆盖度和夜间灯光强度 4 个因子对土地利用类型进行校正，构建综合生态阻力面。参考相关研究[34–35]，综合考虑干旱地区特点对各土地类型赋值，林地、草地、水体、耕地、未利用地、建设用地的初始生态阻力值分别为 1、10、50、100、200、500。其次将校正因子根据自然断点法划分为 5 类，并分别赋予校正系数 1、2、4、6、8，系数为 1 时表示对该区域的生态阻力没有影响。最后计算综合生态阻力面，具体公式如下：

$$R_{total} = (w_b \times DEM_i + w_c \times Slope_i + w_d \times FVC_i + w_e \times NTL_i) \times R_i \tag{8}$$

式中：$R_{total}$ 为栅格 $i$ 修正后的综合电阻值；$DEM_i$、$Slope_i$、$FVC_i$、$NTL_i$ 分别为栅格 $i$ 的高程校正系数、坡度校正系数、植被覆盖校正系数、夜光校正系数；$w_b$、$w_c$、$w_d$、$w_e$ 分别为高程、坡度、植被覆盖度、夜光权重，权重均为 0.25；$R_i$ 为栅格 $i$ 土地利用类型的初始生态阻力值。

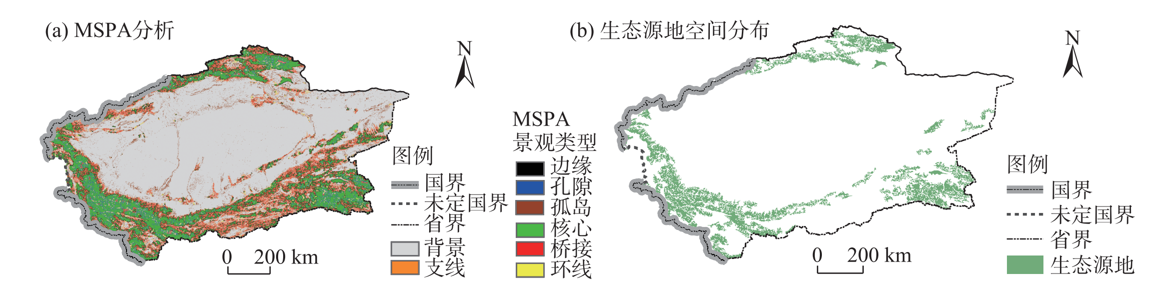
**2.2.3 识别生态廊道、夹点** 电路理论利用随机游走理论对生态连接进行模拟，通过电荷随机移动模拟物种的随机游走，将景观格局视为导电表面，促进生态过程流动的景观类型具有低值电阻，而阻碍生态过程流动的景观类型则具有高值电阻[36]。根据电路理论的原理，当电子随机移动时，就会产生电路，通过电流密度值来确定生态廊道的重要性，电流密度值越高，物种通过的可能性越大，主要通过“Linkage Mapper”插件实现，阈值范围为 20 km。

## 3 结果与分析

### 3.1 生态源地的空间分布

**3.1.1 景观连通性的空间分布** 研究区 MSPA 分析结果（图 2a）所示，核心区面积仅为 160520 km²，占研究区面积的 15.47%，主要分布在巴州东南部和北部、和田地区南部、喀什地区西南部以及阿克苏地区北部，这些地区植被覆盖面积大、人为干扰较小，为生物多样性提供了良好的生存环境。桥接面积为 82619 km²，占研究区面积的 7.96%，表明景观之间的连通性相对较低。孤岛主要是小而孤立的斑块，可作为生态过程中的“夹点”，其面积为 22372 km²，占研究区面积的 2.16%。环线有利于物种在同一斑块内迁移，其面积为 15270 km²，占研究区面积的 1.47%。将 MSPA 分析结果导入 Conefor 软件计算景观连通性指数，提取 dIIC 和 dPC 前 40 个核心斑块作为生态源地（图 2b）。生态源地呈现南部分散，北部密集的格局，其中，斑块最大面积为 45343 km²，位于研究区西南部，该区域土地类型主要为草地和水域。

**3.1.2 生态系统服务空间分布** 通过计算生态系统服务（图 3）发现 4 种服务具有明显的空间异质性。




注：MSPA为形态学空间格局分析。

图2 MSPA分析与生态源地空间分布

Fig. 2 MSPA analysis and spatial distribution of ecological sources

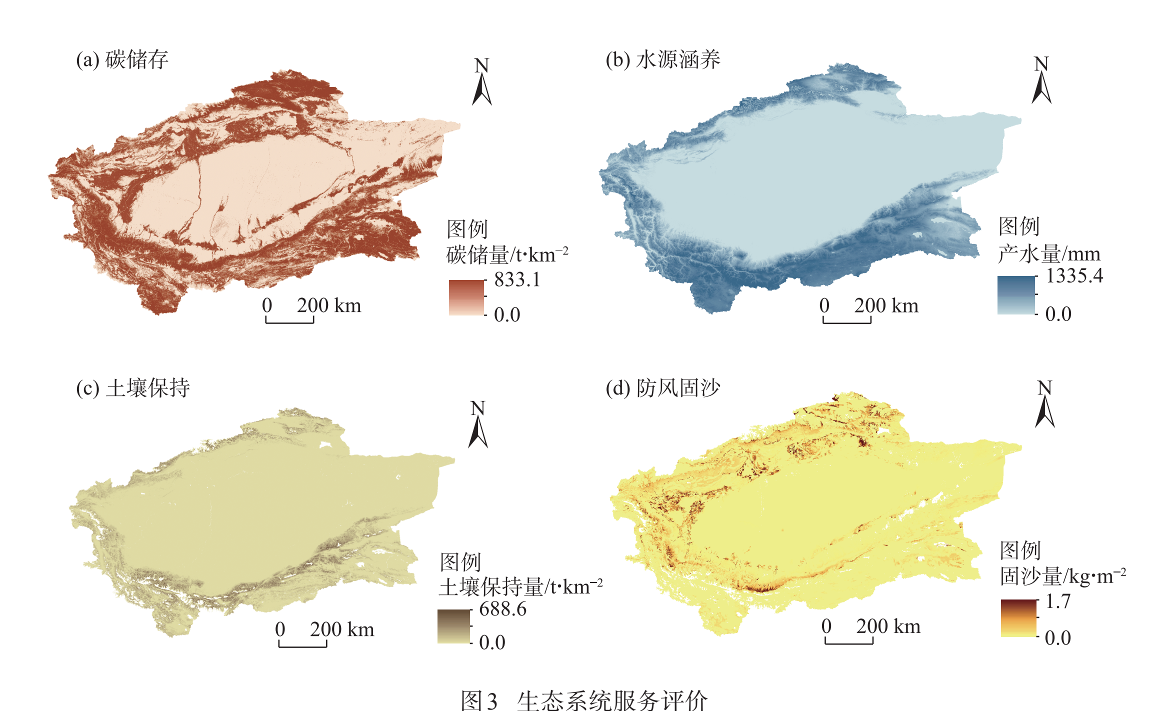
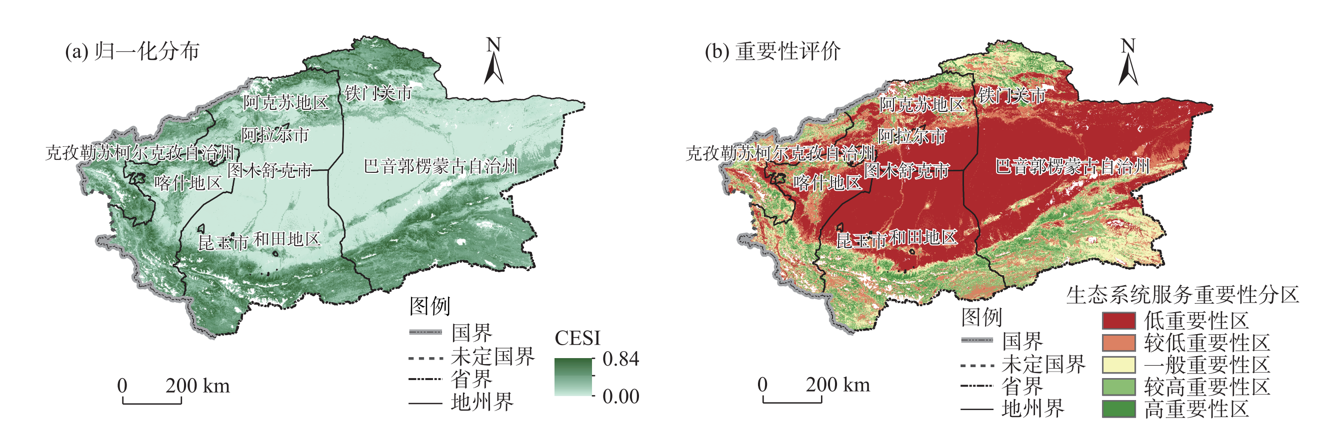



图3 生态系统服务评价

Fig. 3 Evaluation of ecosystem services

其中，环塔里木盆地绿洲区的碳储量高值区分布在巴州东南部和北部、和田地区南部、喀什地区西南部以及阿克苏地区北部，这些区域植被覆盖率高，具有较高的碳储量价值，在调节气候方面有显著作用。水源涵养呈四周向中心递减的趋势，天山南部与昆仑山北部植被丰富，水量充足，有较强的水源涵养能力。由于研究区地形起伏大，土地利用结构不合理，植被覆盖稀少，导致该地区土壤保持能力相对较低，研究区北部和南部植被覆盖较高，土壤保持能力相对较好；中部为沙漠，土壤保持能力则较差。防风固沙高值区主要分布在草地、耕地和部分森林，植被覆盖率大，能够有效阻挡风沙，而塔里木盆地土地类型主要为沙漠、戈壁等裸露地表，缺少植被覆盖，风沙量大。

对4种生态系统服务各项结果进行标准化消除量纲影响，进行加权叠加得到研究区最终的生态系统服务综合指数分布图（图4）并采用自然断点法划分为5个等级（表2）。结果表明，生态系统服务综合指数最高为0.84，生态系统服务高重要性区域面积52136.49 $km^2$，占比5.18%；生态系统服务较高重要性区域面积120453.46 $km^2$，占比11.97%；生态系统服务重要和较重要区域主要以林地和草地为主，分布在巴州东南部和北部、和田地区南部、喀什地区西南部以及阿克苏地区北部，该区域在碳储存和水源涵养方面发挥着重要作用，能够有效地调节气候并提供丰富的生态资源，为区域生态环境提供了有力的保障。生态系统服务一般重要性区域面积155263.23 $km^2$，占比15.43%，主要以耕地为主，是城




注:CESI为生态系统服务综合指数。

图4 生态系统服务综合指数空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of the composite index of ecosystem services

**表2 生态系统服务重要性等级面积与比例**

**Tab. 2 Area and proportion of ecosystem service importance level**

| 评价等级 | 面积/km² | 比例/% |
|---|---|---|
| 高重要性区 | 52136.49 | 5.18 |
| 较高重要性区 | 120453.46 | 11.97 |
| 一般重要性区 | 155263.23 | 15.43 |
| 较低重要性区 | 160453.95 | 15.95 |
| 低重要性区 | 517745.11 | 51.47 |

市地区与林地草地之间的过渡区域,是物种迁移的缓冲区域。生态系统服务较低重要性区域面积160453.95 km²,占比15.95%,主要分布于建设用地边缘区域。生态系统服务低重要性区域面积517745.11 km²,占比51.47%,主要集中于土壤保持和防风固沙能力弱的沙漠、戈壁以及受人为干扰较大的城市地区,这表明土地利用情况和人类活动严重影响当地的生态环境。

**3.1.3 确定生态源地** 采用热点分析计算生态系统服务热点区域(图5),通过景观连通性和热点分析结果的叠加,可以识别出高连通性、高生态价值和高物种丰富度的区域。最后,去除面积小于500 km²的斑块,最终选取22个斑块作为核心生态源地(图6a),总面积为69622.24 km²,占研究区面积的6.71%。生态源地景观破碎化程度较高,可以分为南、北两部分,北部生态源地面积小且集中,主要分布在巴州和阿克苏北部区域;南部生态源地面积大且分布较广,在巴州、克州、喀什地区、和田地区均有所分布。

## 3.2 生态阻力面空间分布

通过土地利用类型得到基础阻力面,并通过4种阻力因子校正得到研究区综合生态阻力面(图6b),其空间异质性显著。结果表明,阻力高值区域集中在环塔里木盆地绿洲区中部,主要受土地覆盖的影响,该区域主要为沙漠。少量集中在研究区边缘的绿洲城市区域,主要受建设用地、道路以及人类活动的影响。由于人类活动频繁,交通发达,对生态环境有较强的干扰,道路数量多,分布密集,容易影响生态过程,破坏生态系统的整体连通性,阻碍生态过程的正常运行。人类的发展不断侵占生态空间,导致整体景观的破碎化,阻碍了生境之间信息和物质的流动和交换。

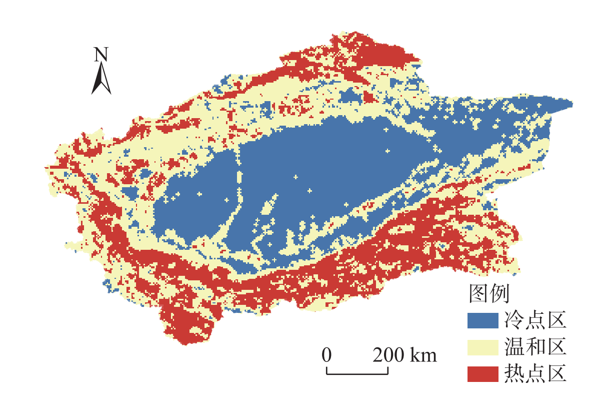



图5 热点分析结果

Fig. 5 Result of hotspot analysis

## 3.3 生态廊道提取

环塔里木盆地绿洲区生态安全格局由22个生态源地和33条生态廊道组成,总长度为4722.39 km,平均长度为143.1 km(图7a),最长廊道为901.47 km。生态廊道分布具有明显的空间异质性,位于东部区域的生态廊道多且短,便于物种在短距离内迁移。位于西部的生态廊道较长,将南部天山南脉水源涵

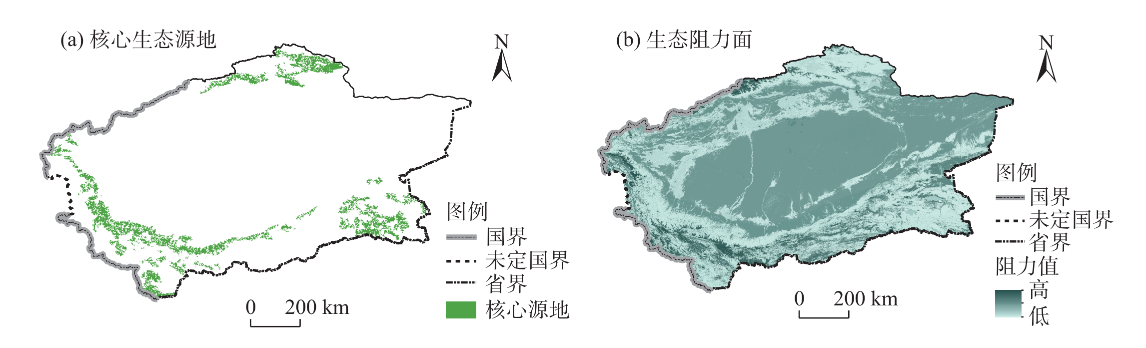



图6　核心生态源地与生态阻力面空间分布

Fig. 6　Spatial distribution of core ecological sources and ecological resistance surfaces

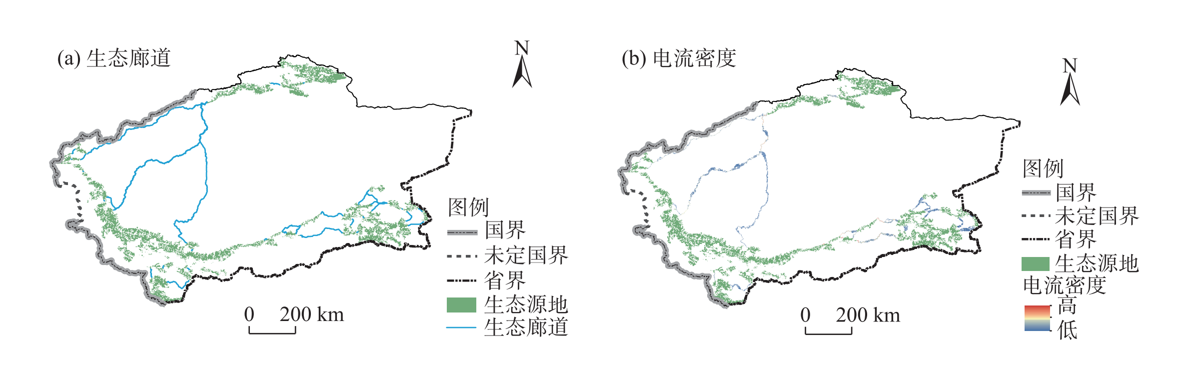



图7　生态安全格局

Fig. 7　Ecological security patterns

养生态区、帕米尔-昆仑山水源涵养与生物多样性维护区、帕米尔-昆仑山水土流失保护区与北部阿克苏地区天山水源涵养生态保护区以及巴州巴音布鲁克国家级自然保护区连接起来。

在生态廊道的基础上计算生态源地间累积电流值(图7b),可以发现:南北源地之间电流密度较窄,而在源地内部电流密度较宽,这表明研究区南北部景观连通性较差,严重阻碍了生境之间信息和物质的流动和交换,而内部之间连通性较好,利于能量流动或物质交换。由于电阻值的影响,走廊宽度是不确定的。高阻值集中分布的区域,人类活动强烈,对生态空间造成挤压和干扰,使廊道宽度变窄,而较宽的廊道则表明物种活动空间较大,受限制较少,能更好地进行物种迁移和能量流动。生态夹点作为物种的跳板和转折点,是保持生态廊道连通性的关键区域,受人为干扰严重,应重点进行保护与修复。

## 4　讨　论

### 4.1　生态系统服务评价及生态源地识别

本研究耦合生态系统服务和景观连通性,结合电路理论确定生态廊道的空间范围和关键节点的位置,为构建生态安全格局提供了新的思路。针对环塔里木盆地绿洲区水源涵养薄弱、水土流失严重等生态问题选取生态系统服务指标进行评价划分等级,结合MSPA分析、斑块重要性指数识别生态源地。MSPA分析法简化了景观格局的判断过程,使格局变化更加直观,为景观格局分析提供了新的依据。此外,本文还采用景观连通性核心斑块进行定量评价,避免了以往研究中人为选择生态源的主观性。在以往研究中,林地、水域等具有重要生态服务的区域往往被直接视为生态源地,本研究结合研究区自然生态条件和生态需求,通过确定具有固碳、土壤保持、水源涵养和防风固沙功能的重要区域作为生态源地。本研究认为生态系统服务重要区域是生态网络周围的低强度土地利用缓冲区,保护生态环境免受与城市发展相关的高强度干扰,是生态环境的重要组成部分。它也可以被视为以生态环境为代表的自然生态系统与社会经济系统之间的过渡区域,它为生态环境保护提供了缓冲区,也为人类社会提供了有效的生态系统服务。

### 4.2　生态安全格局保护建议

本研究识别了环塔里木盆地绿洲区生态安全

格局，总体而言，研究区南部与北部地区之间的连通性较弱，生态服务一般重要区域主要被建设用地和耕地包围，因此更容易受到干扰和破坏，需要明确划定"三区三线"来加强对这些区域的保护。生态安全格局构建应根据不同地区实际情况制定适宜的保护与修复规划，形成"两屏、一环、多片区"的生态安全格局优化布局方案，包括天山、昆仑山-阿尔金山两条主干山脉生态屏障，沿塔里木盆地绿洲生态环，以及水源涵养、生物多样性、水土流失、防风固沙、土地沙化等生态保护区。根据不同生态功能保护需求，明确生态功能分区，加大湖泊、水库、水系、湿地等重要生态空间保护力度，加强沙漠化防治工作，推进山水林田湖草沙一体化修复。

### 4.3 研究不足与展望

本研究仍存在一些不足，例如：如何正确设置阻力值，阻力面的构建应该解决模型有效性的问题，并会对生态网络构建产生相当大的影响，目前还没有公认的标准。通过经验确定的阻力值忽略了不同土地利用类型之间的连通性的影响，不同土地利用类型的抗性状况不能得到充分的表达。因此，合理景观阻力值的设定应考虑多种因素，包括研究目的和不同野生物种的扩散行为。此外，生态廊道宽度的确定仍然是环境足迹研究中的一个难题，生态廊道宽度的确定研究尚不成熟，根据不同研究目的，往往会设置不同的阈值，而这些阈值的合理性仍需进一步研究。

## 5 结 论

本文耦合生态系统服务与景观连通性识别环塔里木盆地绿洲区生态安全格局，基于电路理论确定生态廊道的空间范围和位置，并提出相应的优化策略，为构建生态安全格局提供了新的思路。研究结论如下：

（1）环塔里木盆地绿洲区的碳储量、水源涵养、土壤保持和防风固沙4种生态系统服务具有明显的空间异质性，区域内水资源短缺和沙漠化严重，水源涵养与防风固沙能力相对较弱。其中，生态系统服务重要性等级在一般以上区域面积为327853.18 $km^2$，仅占研究区面积的32.58%，而低重要性区域面积为517745.11 $km^2$，占研究区面积的51.47%。

（2）环塔里木盆地绿洲区共识别22个生态源地及33条生态廊道。生态源地面积69622.24 $km^2$，仅占研究区总面积的6.71%，源地呈现南部分散，北部密集的分布格局；生态廊道长度仅4722.39 km，且在南、北源地之间的连通性较差。

（3）依据研究区实际情况，提出"两屏、一环、多片区"的生态安全格局优化布局方案，包括天山、昆仑山-阿尔金山两条主干山脉生态屏障，沿塔里木盆地绿洲生态环，多种生态服务保护区，明确生态功能分区，以期推动经济与生态可持续发展。

## 参考文献（References）


[1] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 等. 区域生态安全格局构建研究进展与展望[J]. 地理研究, 2017, 36(3): 407–419. [Peng Jian, Zhao Huijuan, Liu Yanxu, et al. Research progress and prospect on regional ecological security pattern construction[J]. Geographical Research, 2017, 36(3): 407–419. ]

[2] Cetin M, Adiguzel F, Gungor S, et al. Evaluation of thermal climatic region areas in terms of building density in urban management and planning for Burdur, Turkey[J]. Air Quality, Atmosphere & Health, 2019, 12(9): 1103–1112.

[3] Feist B E, Buhle E R, Baldwin D H, et al. Roads to ruin: Conservation threats to a sentinel species across an urban gradient[J]. Ecological Applications, 2017, 27(8): 2382–2396.

[4] Norström A V, Cvitanovic C, Löf M F, et al. Principles for knowledge co-production in sustainability research[J]. Nature Sustainability, 2020, 3(3): 182–190.

[5] Tang C, Wu X, Zheng Q, et al. Ecological security evaluations of the tourism industry in ecological conservation development areas: A case study of Beijing's ECDA[J]. Journal of Cleaner Production, 2018, 197: 999–1010.

[6] Miu I V, Rozylowicz L, Popescu V D, et al. Identification of areas of very high biodiversity value to achieve the EU biodiversity strategy for 2030 key commitments[J]. PeerJ, 2020, 8: e10067, doi: 10.7717/peerj.10067.

[7] 彭建, 吕丹娜, 董建权, 等. 过程耦合与空间集成: 国土空间生态修复的景观生态学认知[J]. 自然资源学报, 2020, 35(1): 3–13. [Peng Jian, Lü Danna, Dong Jianquan, et al. Processes coupling and spatial integration: Characterizing ecological restoration of territorial space in view of landscape ecology[J]. Journal of Natural Resources, 2020, 35(1): 3–13. ]

[8] 田柳兰, 王珊珊, 毋兆鹏. 基于多时相遥感数据的乌鲁木齐市生态安全格局构建[J]. 干旱区地理, 2023, 46(7): 1155–1165. [Tian Liulan, Wang Shanshan, Wu Zhaopeng. Construction of ecological security pattern in Urumqi based on multi-temporal remote sensing data[J]. Arid Land Geography, 2023, 46(7): 1155–1165. ]

[9] Saura S, Bastin L, Battistella L, et al. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they?[J]. Ecological Indicators, 2017, 76: 144–158.

[10] Modica G, Praticò S, Laudari L, et al. Implementation of multispecies ecological networks at the regional scale: Analysis and multitemporal assessment[J]. Journal of Environmental Management, 2021, 289: 112494, doi: 10.1016/j.jenvman.2021.112494.

[11] Fu Y, Shi X, He J, et al. Identification and optimization strategy of county ecological security pattern: A case study in the Loess Plateau, China[J]. Ecological Indicators, 2020, 112: 106030, doi: 10.1016/j.ecolind.2019.106030.

[12] Gou M, Li L, Ouyang S, et al. Integrating ecosystem service tradeoffs and rocky desertification into ecological security pattern construction in the Daning River Basin of southwest China[J]. Ecological Indicators, 2022, 138: 108845, doi: 10.1016/j.ecolind.2022.108845.

[13] Wang Z, Shi P, Zhang X, et al. Research on landscape pattern construction and ecological restoration of Jiuquan City based on ecological security evaluation[J]. Sustainability, 2021, 13(10): 5732, doi: 10.3390/su13105732.

[14] Xiao S, Wu W, Guo J, et al. An evaluation framework for designing ecological security patterns and prioritizing ecological corridors: Application in Jiangsu Province, China[J]. Landscape Ecology, 2020, 35(11): 2517-2534.

[15] Li F Z, Guo S Y, Li D, et al. A multi-criteria spatial approach for mapping urban ecosystem services demand[J]. Ecological Indicators, 2020, 112: 106119, doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106119.

[16] Avon C, Bergès L. Prioritization of habitat patches for landscape connectivity conservation differs between least-cost and resistance distances[J]. Landscape Ecology, 2016, 31(7): 1551-1565.

[17] Miquelle D G, Rozhnov V V, Ermoshin V, et al. Identifying ecological corridors for amur tigers (*Panthera tigris altaica*) and amur leopards (*Panthera pardus orientalis*)[J]. Integrative Zoology, 2015, 10(4): 389-402.

[18] Dong J, Peng J, Liu Y, et al. Integrating spatial continuous wavelet transform and kernel density estimation to identify ecological corridors in megacities[J]. Landscape and Urban Planning, 2020, 199: 103815, doi: 10.1016/j.landurbplan.2020.103815.

[19] Wang W, Feng C, Liu F, et al. Biodiversity conservation in China: A review of recent studies and practices[J]. Environmental Science and Ecotechnology, 2020, 2: 100025, doi: 10.1016/j.ese.2020.100025.

[20] Santos J S, Leite C C C, Viana J C C, et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest[J]. Ecological Indicators, 2018, 88: 414-424.

[21] Teng M, Wu C, Zhou Z, et al. Multipurpose greenway planning for changing cities: A framework integrating priorities and a least-cost path model[J]. Landscape and Urban Planning, 2011, 103(1): 1-14.

[22] Huang J, Hu Y, Zheng F. Research on recognition and protection of ecological security patterns based on circuit theory: A case study of Jinan City[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020, 27(11): 12414-12427.

[23] Dickson B G, Albano C M, Anantharaman R, et al. Circuit-theory applications to connectivity science and conservation[J]. Conservation Biology, 2019, 33(2): 239-249.

[24] Dong R, Zhang X, Li H. Constructing the ecological security pattern for sponge city: A case study in Zhengzhou, China[J]. Water, 2019, 11(2): 284, doi: 10.3390/w11020284.

[25] Huang X, Wang H, Shan L, et al. Constructing and optimizing urban ecological network in the context of rapid urbanization for improving landscape connectivity[J]. Ecological Indicators, 2021, 132: 108319, doi: 10.1016/j.ecolind.2021.108319.

[26] Xiao L, Cui L, Jiang Q O, et al. Spatial structure of a potential ecological network in Nanping, China, based on ecosystem service functions[J]. Land, 2020, 9(10): 376, doi: 10.3390/land9100376.

[27] 柯新利, 唐兰萍. 城市扩张与耕地保护耦合对陆地生态系统碳储量的影响——以湖北省为例[J]. 生态学报, 2019, 39(2): 672-683. [Ke Xinli, Tang Lanping. Impact of cascading processes of urban expansion and cropland reclamation on the ecosystem of a carbon storage service in Hubei Province, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(2): 672-683. ]

[28] Wu L L, Fan F L. Assessment of ecosystem services in new perspective: A comprehensive ecosystem service index (CESI) as a proxy to integrate multiple ecosystem services[J]. Ecological Indicators, 2022, 138: 108800, doi: 10.1016/j.ecolind.2022.108800.

[29] 邹雅婧, 闫庆武, 谭学玲, 等. 渭北矿区土壤侵蚀评估及驱动因素分析[J]. 干旱区地理, 2019, 42(6): 1387-1394. [Zou Yajing, Yan Qingwu, Tan Xueling, et al. Evaluation of soil erosion and driving factors analysis in Weibei mining area[J]. Arid Land Geography, 2019, 42(6): 1387-1394. ]

[30] 蔺阿荣, 周冬梅, 马静, 等. 基于RWEQ模型的疏勒河流域防风固沙功能价值评估[J]. 干旱区地理, 2024, 47(1): 58-67. [Lin Arong, Zhou Dongmei, Ma Jing, et al. Evaluation of wind prevention and sand fixation function in Shule River Basin based on RWEQ model[J]. Arid Land Geography, 2024, 47(1): 58-67. ]

[31] 张文静, 孙小银, 周俊. 南四湖流域关键生态系统服务的时空权衡关系[J]. 生态学报, 2021, 41(20): 8003-8015. [Zhang Wenjing, Sun Xiaoyin, Zhou Jun. Spatio-temporal dynamics of tradeoffs between crucial ecosystem services in Nansihu Lake Basin[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(20): 8003-8015. ]

[32] 黄隆杨, 刘胜华, 方莹, 等. 基于“质量-风险-需求”框架的武汉市生态安全格局构建[J]. 应用生态学报, 2019, 30(2): 615-626. [Huang Longyang, Liu Shenghua, Fang Ying, et al. Construction of Wuhan’s ecological security pattern under the “quality-risk-requirement” framework[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2019, 30(2): 615-626. ]

[33] Peng J, Yang Y, Liu Y, et al. Linking ecosystem services and circuit theory to identify ecological security patterns[J]. Science of the Total Environment, 2018, 644: 781-790.

[34] Dong J, Peng J, Xu Z, et al. Integrating regional and interregional approaches to identify ecological security patterns[J]. Landscape Ecology, 2021, 36(7): 2151-2164.

[35] Li P, Gao J, Chen J. Quantitative assessment of ecological stress of construction lands by quantity and location: Case study in southern Jiangsu, eastern China[J]. Environment, Development and Sustainability, 2020, 22(2): 1559–1578.

[36] Zhai T, Huang L. Linking MSPA and circuit theory to identify the spatial range of ecological networks and its priority areas for conservation and restoration in urban agglomeration[J]. Frontiers in Ecology and Evolution, 2022, 10, doi: 10.3389/fevo.2022.828979.

# Ecological security pattern of the oasis area around the Tarim Basin based on coupled ecosystem services and landscape connectivity

HUANG Qiusong, HE Hao

(College of Architecture and Engineering, Xinjiang University, Urumqi 830017, Xinjiang, China)

**Abstract:** Ecological security plays an essential role in protecting biodiversity and maintaining ecosystem services. However, current research on the construction of ecological security patterns has mostly focused on treating nature reserves as ecological sources while ignoring patches with potential ecological services and the impact of patch connectivity. Thus, an improved method of constructing ecological security patterns is proposed herein. In this study, the oasis area of the Tarim Basin Rim, south Xinjiang, China is taken as an example. Ecological source sites are optimized by coupling four ecosystem services, namely, carbon storage, water conservation, soil conservation, wind and sand control, and landscape connectivity. An integrated resistance surface is constructed and the ecological security pattern of the study area is determined using circuit theory. The results show the following. (1) The oasis area around the Tarim Basin was in a low-ecological-security zone, with water shortage and serious desertification in the region. (2) A total of 22 ecological sources with an area of 69622.24 km$^2$ and 33 ecological corridors with a length of 4722.39 km were identified in the Tarim Basin Rim oasis area, with the sources scattered in the south and densely sited in the north and with poor connectivity between the sources in the south and north. (3) An optimal layout plan for the ecological security pattern of “two screens, one ring, and multiple areas” was formed, ecological function zones were clarified, and the regional ecological environment was improved. This study can provide a reference for territorial spatial planning.

**Key words:** ecological security pattern; ecosystem service; landscape connectivity; circuit theory; Tarim Basin Rim oasis area